Progress Notes

Environment Canada / Environnement Canada

Service

and conclusions and
ldlife biologists and

Disponible également en français

No. 153, February 1985

J022722F VOL 153 950200
ENC # 001
SK 471 C3371
CANADIAN WILDLIFE SERVICE. PROGRESS
NOTES
OOFF

Variable versus stable regulatory policies for harvesting waterfowl in prairie Canada: A review of concepts

George S. Hochbaum[1]

Introduction

In 1979, the Canadian Wildlife Service (CWS) and the provincial governments of Manitoba, Saskatchewan, and Alberta initiated a co-operative venture to advance waterfowl management in prairie Canada. Regulations were stabilized for a 5-year period in order to address cause-and-effect relationships between hunting regulations and waterfowl population dynamics. This paper reviews population dynamics and management models, discusses objectives of the 5-year study, and makes recommendations for future programs.

Anderson (1975) suggested that the optimal e ation of the Mallard (*Anas platyrhynchos*) in North Ame. ould be based on regulatory policies determined each year by population size and state of the environment, because policies based on average harvest or plans designed to maintain a constant population size are inefficient: when birds are abundant there is underharvest and in years of scarcity there may be an overharvest.

However, Anderson's recommendations are more applicable in an American context than a Canadian one. Canada and the US have different political systems, environments and harvest opportunities. In Canada there are several advantages to what may be called *stable* or *term* regulations. Stable regulations can be made simple and easily understandable by the hunter; they are thus more readily enforceable. Stabilizing season dates and bag limits may reduce fluctuations in hunter numbers and hunter expectations. Because of our slow-moving system for securing approval of changes and their promulgation by order-in-council, regulations to be published in August must be set not later than early June. Current year production data are not then available, so that fall flight forecasts cannot be made. Regulations agreed to for a period of several years reduce occasions for federal-provincial conflicts, remove the variability associated with constant juggling of zones, season lengths, and bag limits, and allow for a continual evaluation of the effects of hunting on waterfowl. Finally, stable regulations set in Canada at a conservative level over a fairly long period should ensure that no stocks of ducks or geese are jeopardized by *Canadian* overharvest.

Conceptual model and study objectives

The processes and factors involved in regional harvests and population dynamics of waterfowl are outlined in Figure 1. Although largely untested, the relationships among regulations, harvest, survival rate, and population size are critical (Fig. 1). If waterfowl populations are at the carrying capacity of their breeding environment and their different causes of mortality are wholly compensatory, then it is unlikely that hunting regulations and harvest will have any effect on stock size. However, if the population is below the carrying capacity and hunting mortality occurs in addition to natural mortality, populations could be influenced by hunter kill. The limiting effects of habitat and density-dependent mortality affect whether or not birds could be "stockpiled" to increase population size. The logistic model of population growth implies that populations below carrying capacity increase until they attain some limiting environmental threshold.

Other relationships that are also important include those among population size, recruitment, and harvest. Many variables influence these relationships (Fig. 1). Although not all the factors illustrated are included in the present study, we hope to determine key parameters influencing recruitment (to the flying stage), harvest, and subsequent breeding population levels.

The number of hunters may be an important determinant of harvest. Hunters may be influenced by several factors, including waterfowl abundance, both absolute and perceived, and published forecasts of fall flight. Regulations themselves may also play an important role in determining how many hunters will go afield. Many other variables, however, may influence harvest in addition to the number of hunters, including such factors as weather, foraging behaviour, sex ratio, age structure, species composition, and crippling losses (Fig. 1).

The essence of the CWS/provincial co-operative project is to determine what factors influence harvest when hunting regulations are held constant. We must then develop the capability to forecast yields under different management policies. The important state variables, including both biotic and abiotic factors, are listed in Figure 1. The author's analysis concentrates on variables over which managers have most influence and control.

The stabilization of regulations is an adaptive management strategy that forces the system outlined in Figure 1 through natural and uncontrolled changes. The variability associated with bag limit and season length is removed, while other variables lead to a large-scale experimental situation and a host of hypotheses to be tested.

Through the evaluation of the stable framework, the following questions must be answered, at least for those species harvested in large numbers and those seeming to be in difficulties.

1. How many birds are there, where, and why?
2. How many birds are produced, where, and why?
3. How many birds die each year and from what causes?
4. How many do we need to sustain desired harvest levels?
5. What effect do regulations have on harvest?
6. What effect does harvest have on survival and population size?
7. Where, by whom, and how does the harvest occur?

[1] CWS, 501 University Crescent, Winnipeg, Manitoba R3T 2N6

8. How much kill is undocumented?
9. What effects do regulations have on hunter numbers and the level of kill?
10. What interactions occur between birds and hunters and how do these factors affect kill?

Population parameters and management concepts

Two contrary views on the effects of hunting on survival and subsequent population size of waterfowl have received much attention. Hickey (1952) and Geis (1963) suggested that deaths from hunting are additional to natural mortality, which occurs at a constant density-independent rate. Anderson and Burnham (1976) disagreed, arguing that hunting is compensatory and replaces deaths occurring through natural mortality. Anderson and Burnham showed that, prior to 1971, hunting had little effect on survival rates until harvest rates reached a threshold level and argued that ducks cannot be "stockpiled" because if they are not killed by hunters they will die of other causes. They conclude that survival rates could not be increased through restrictive regulations. Restrictive regulations, they maintain, will save few birds and will not increase the size of the breeding population in subsequent years. Their hypotheses suggest that if birds are at carrying capacity of the habitat, death rates are relatively constant.

These opposing views can be expressed in terms of yield models of populations first described for fish by Graham (1935) and later for wildlife populations by Scott (1954) and Gross (1969) and based on the sigmoid growth curve theory. If there is density dependence in birth and death rates (Figs. 2B, C, 3A) a new population initially grows rapidly then levels off asymptotically to some environmental carrying capacity (K) where births equal deaths, giving an S-shaped population growth curve (Fig. 2A). A stock-yield curve can be developed for the compensatory theory by multiplying birth and death rates by the number of animals alive in the population (Figure 2B). Yield or harvest is greatest at intermediate densities where the maximum net production of potential yield occurs (P, Figs. 2B and 3B).

Under the additive theory deaths are largely density independent with constant rate of annual mortality (Fig. 3A). Birth and death rates, where death rate is independent of density, are multiplied by numbers of animals to give functional relationships (Fig. 2C). Maximum yield occurs at an intermediate density (P, Fig. 2C). Harvest occurs as an additive factor (Fig. 2C) and to a certain extent is density dependent (Hochbaum 1980).

Under the compensatory theory, harvest lowers natural density-dependent mortality and, as the population decreases, births and potential yield (Y) increase (Fig. 2B). Under the additive theory, births also increase as the population declines to intermediate levels (P) but the yield is somewhat smaller because natural density-independent mortality does not decrease. Survival rate and population size may be lowered in the additive model because harvests are taken in addition to a constant rate of natural deaths. As a result the level of K, where births equal deaths, will be lowered (Fig. 2C).

A major practical problem is the variable environment and the short period required to reach K. Duck birth rates have recently been reduced in prairie Canada because of intensified agriculture and high predation (Hochbaum and Caswell 1978), and resilience has been reduced by loss of suitable environments both on the breeding and wintering grounds. Mortality, on the other hand, has probably remained constant or has increased due to increased human demands on and conflicts with the ducks.

A major analytical problem is that K is highly variable and yields may be relatively similar under the compensatory (Fig. 2B) and additive theories (Fig. 2C), especially when populations are large. For both there is a critical region (C) where, if harvest is excessive, population small, birth rate constant and yield high, the population may go into a sharp decline (Watt 1955, Walters *et al.* 1974, Peterman 1980): Figure 3C shows that yield per unit effort from the population will decline as the harvest effort increases. Such drastic declines have rarely been documented, but are thought to be related to age structure changes induced by harvesting (see Gulland 1970 for a discussion on marine mammals).

In waterfowl, carrying capacity can be reached in a very few years because of high annual reproductive potential due to early sexual maturity, persistent re-nesting, long life span, large clutch size, and elastic response to environmental conditions (Hochbaum 1970). Examples of where high recruitment rates occur include areas that provide good nest cover, are free from predators (Balser *et al.* 1968, Duebbert and Lokemoen 1980), are on islands (Hammond and Mann 1956, Lokemoen *et al.* 1984), and occupation of ephemeral water areas (Hochbaum and Bossenmaier 1972).

If maximum population size is the management goal and K could be measured (there are many problems, see Dzubin 1969) and maintained, a simple equation could be used to monitor harvests and populations in management modelling and decision-making games.

Let B = number of breeding ducks in May
K = carrying capacity
then $B / K - 1 = A$
where A is a measure of yield at mascimumum population size.
Then if: $B > K$, $A > 0$ and there is underharvesting.
$B < K$, $A < 0$ and there is overharvesting.
When $B = K$, $A = 0$, so that the harvest scheme is optimal for maintaining a maximum population size at the maximum level the habitat will support.

When $A \neq 0$, the degree of effectiveness in the maintenance of the population at K can be measured by multiplying A by 100, yielding the level of underharvest or overharvest of the past years.

As carrying capacity, breeding populations, and production are all highly variable and difficult to predict, attempts should be made to attain maximum birth rates through habitat

improvement programs if increased yields are desired. Because of harvest policies in the US, and the controversy over compensatory and additive mortality, coupled with a highly variable environment, harvest policies in Canada should remain at conservative stable yield levels. Level C must never be approached because of lowered growth potential (loss of resilience) due to habitat deterioration and predation. Harvests, populations, and production should be monitored closely. Breeding and wintering habitats are never likely to be stable because of their susceptibility to climatic conditions and to changing human use, most of which seems to be deleterious.

In summary, because of current birth and death rates, and the rapid changes in population size that may occur as a result of changes in these rates or in the environment, it is probably best to adopt a management policy having as its goal the maximum population size.

Management programs and discussion

The progress for evaluating waterfowl hunting in prairie Canada over the past 5 years has consisted of three basic programs:

1. Population inventory
2. Population mortality
3. Hunter performance.

Various aspects of the 10 fundamental questions discussed were investigated under these programs. The population inventory program uses surveys to estimate duck abundance and production. The population mortality program studies survival and harvest, utilizing banding data. The hunter performance program consists of intensive field observations of hunts, bag checks, and the hunter activity and kill data from the National Harvest Survey (NHS) and Species Composition Survey (SCS). The three programs are utilized to study factors and processes regulating births and deaths and to evaluate the interactions that occur between birds and hunters during the fall harvest.

May *et al.* (1978) suggested constant yield as an alternative tactic if the harvest is not to exceed the critical level (C, Figs. 2B and 2C). Yields must never be greater than net production. They suggest constant effort strategies may produce similar equilibrium harvest. However, constant yield may produce strong fluctuations in breeding populations, if this strategy is pursued alone. "Natural" hunting effort levels, varying with changing duck abundance, will achieve stable equilibrium yield rates. Constant yield and constant effort policies should be continually reviewed to ensure that C is never reached.

If hunter activity responds to duck population size, i.e. there is natural control of hunter effort levels, and a constant exploitation rate is maintained, i.e. harvest varies with duck abundance, then stable regulations should be maintained in prairie Canada. Levels of hunting effort and yield must be controlled more by natural variables than by regulations in order that stable regulations can be effective. This being so, policy changes should only be undertaken as a matter of political concern because they probably have little effect on kill. On the other hand, if regulations can be used to control the kill and influence population size, harvest policy should be varied to compensate for population and habitat changes. This situation would occur where harvests and effort levels do not correspond to waterfowl populations. Such a relationship seems to occur on the wintering grounds in the United States, where ducks are concentrated, relatively sedentary, and vulnerable because of courtship and migratory behaviour.

In the US, harvests and harvest rates may be independent of population size, as suggested by Brace and Caswell (1984). Brown *et al.* (1976) stated that the methods of choosing harvest policies for ducks had been more arbitrary than necessary, being based on the "art" of past management experience. Walters and Hilborn (1978) pointed out there are three types of uncertainty in management:

1. Random environments outside the managers' influence, e.g. fluctuations in numbers of May and July ponds;
2. Estimation errors in system states and parameters that cannot be reduced at reasonable cost, e.g. production estimates; and
3. Fundamental misunderstandings about the choice of variables and form of the population models to be used, e.g. compensatory versus additive mortality models.

Walters and Hilborn suggest active planning and judgement (active adaptive management) should be employed where large-scale manipulations or experiments are introduced, such as the stable regulation program, coupled with monitoring and modelling. They prefer this type of management to the "artistic" approach in addressing questions such as those raised here. They believe that increasing the use of scientific methods in the management of ecological systems will improve management performance. During such experiments long-term monitoring and assessment programs should be maintained. Populations, production, harvest, and habitat conditions should be surveyed and the results incorporated into models that will forecast short- and long-term changes in duck abundance and the environmental conditions. Annual review of survey results and projected populations, production, harvests, and habitat conditions will result in refinement and improvement of migratory bird management programs and policies. The result would be the ability to predict duck populations and implement management policies relating to both birth and death rates, which would lead to persistent and relatively stable duck numbers.

Acknowledgements

I wish to thank D. Caswell, K. Brace, G. Cooch, B. Collins, and G. Finney for commenting on an earlier working draft of this paper and A. Kooyman and R. Hutchison for drafting the figures. I am grateful to D. Wilson for typing the manuscript and H. Boyd for his stimulating discussions on yield concepts and his editing of the paper.

References

Anderson, D.R. 1975. Optimal exploitation strategies for an animal population in a Markovian environment. A theory and an example. Ecol. 56(6):1281–1297.

Anderson, D.R.; Burnham, K.P. 1976. Population ecology of the Mallard: VI. The effect of exploitation on survival. USF&WS Ser. Res. Publ. 128.

Balser, D.S.; Dill, H.H.; Nelson, H.R. 1968. Effect of predator reduction on waterfowl nesting success. J. Wildl. Manage. 32:669–682.

Brace, R.K.; Caswell, F.D. 1984. Prairie waterfowl status report: A briefing document. Can. Wildl. Serv. Unpubl. paper. Edmonton. 11 pp.

Brown, G.M.; Hammack, J.; Tillman, M.F. 1976. Mallard population dynamics and management models. J. Wildl. Manage. 40(8):542–555.

Duebbert, H.F. 1969. High nest success and hatching success of ducks on South Dakota CAP land. Trans. N. Am. Wildl. Natl. Resour. Conf. 34:210–224.

Duebbert, H.F.; Lokemoen, J.T. 1980. High duck nesting success in a predator-reduced environment. J. Wildl. Manage. 44: 428–437.

Dzubin, A. 1969. Comments on carrying capacity of small ponds for ducks and possible effects of density on Mallard production. Pages 138–160 *in* Saskatoon Wetlands Seminar. CWS Rep. Ser. No. 6. 262 pp.

Geis, A.D. 1963. Role of hunting regulations in migratory bird management. Trans. N. Am. Wildl. Natl. Resour. Conf. 28:164–171.

Graham, M. 1935. Modern theory of exploiting a fishery and application to North Sea trawling. J. Conseil. Perm. Int. Explor. Mer. 10:264–274.

Gross, J.E. 1969. Optimum yield in deer and elk population. Trans. N. Am. Wildl. and Natl. Resour. Conf. 34:372–386.

Gulland, J.A. 1970. The effect of exploitation on the numbers of marine mammals. Proc. Adv. Study Inst. Dynamics Numbers Popul. Osterbeek.

Hammond, M.C.; Mann, G.E. 1956. Waterfowl nesting islands. J. Wildl. Manage. 20:345–352.

Hickey, J.J. 1952. Survival studies of banded birds. USF&WS Spec. Sci. Rep. Wildl. 15 pp.

Hochbaum, G.S.; Caswell, F.D. 1978. A forecast of long-term trends in breeding Mallard populations on the Canadian prairies. Can. Wildl. Serv. Prog. Note No. 90. 8 pp.

Hochbaum, G.S. 1980. Components of hunting mortality in ducks: a management analysis. Unpubl. PhD. thesis. Univ. of BC.

Hochbaum, G.S.; Bossenmaier, E.F. 1977. Response of pintails to improved breeding habitat in southern Manitoba, Can. Field-Nat. 86:79–81.

Hochbaum, H.A. 1970. Wildfowling and the law. Trans. North Am. Wildl. and Natl. Resour. Conf. 35:313–324.

Lokemoen, J.T.; Duebbert, H.F.; Sharp, D.E. 1984. Nest spacing, habitat selection, and behavior of waterfowl on Miller Lake Island, North Dakota. J. Wildl. Manage. 48:307–321.

May, R.M.; Beddington, J.R.; Horwood, J.W. 1978. Exploiting natural populations in an uncertain world. Math. Biosci. 42:219–252.

Peterman, R.M. 1980. Dynamics of native Indian food fisheries on salmon in British Columbia. Can. J. Fish. and Aquatic Sci. 37:561–566.

Scott, R.F. 1954. Population growth and game management. Trans. N. Am. Wildl. Conf. 19:480–504.

Walters, C.J.; Hilborn, R.; Oguss, E.; Peterman, R.M.; Stander, J.M. 1972. Development of a simulation model of Mallard Duck populations. Can. Wildl. Ser. Occ. Pap. No. 20. 35 pp.

Walters, C.J.; Hilborn, R. 1978. Ecological optimization and adaptive management. Annu. Rev. Ecol. Syst. 9:157–188.

Watt, K.E.F. 1955. Studies in population productivity. I. Three approaches to the optimum yield problem of *Tribolium confusum*. Ecol. Monogr. 25:269–290.

Figure 1
State and independent variables influencing population-regulatory interactions in the absence of policy change

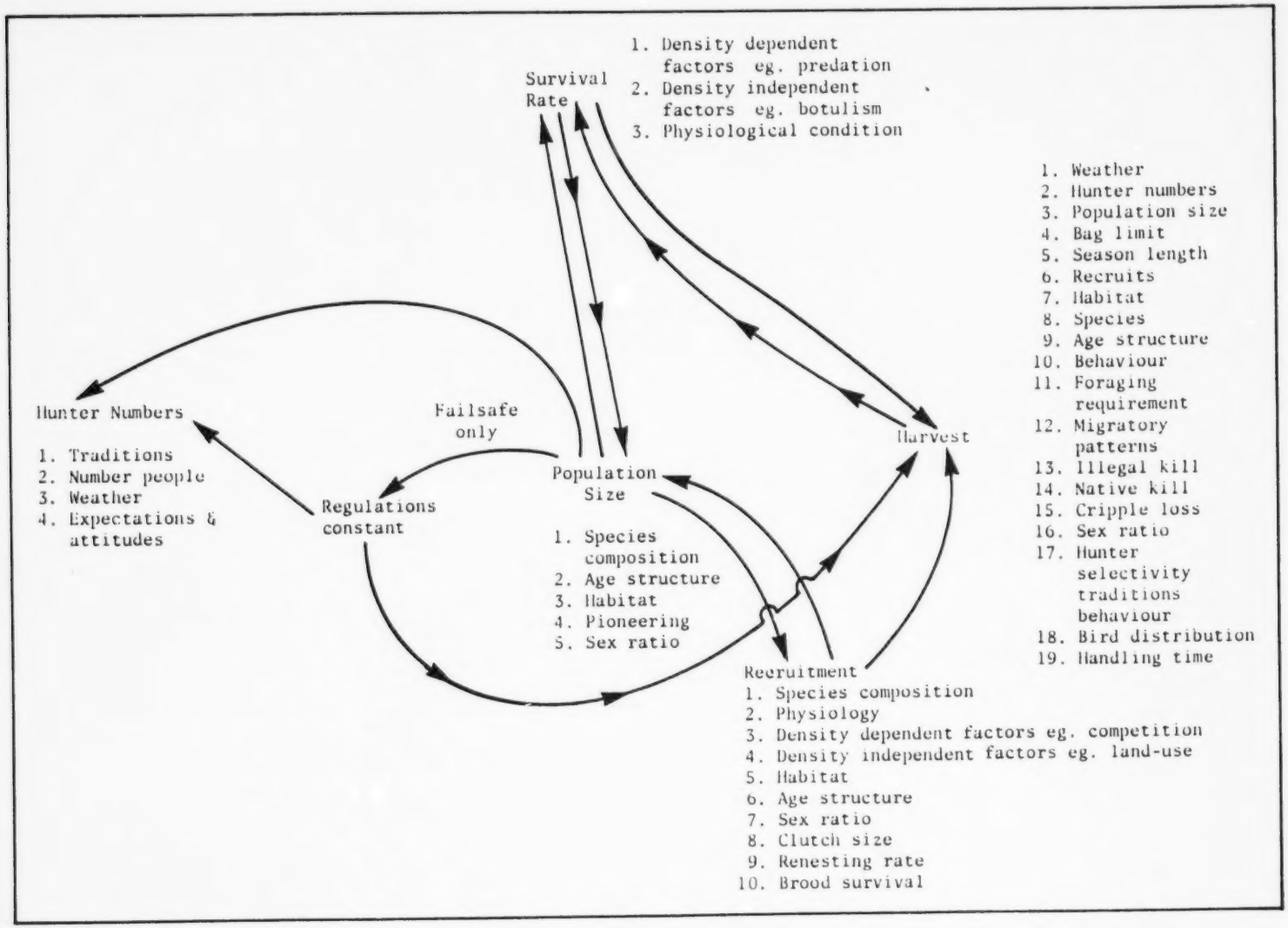


Figure 2
Population growth curve (A), compensatory model of total births and deaths (B), and additive model of total births and deaths (C)

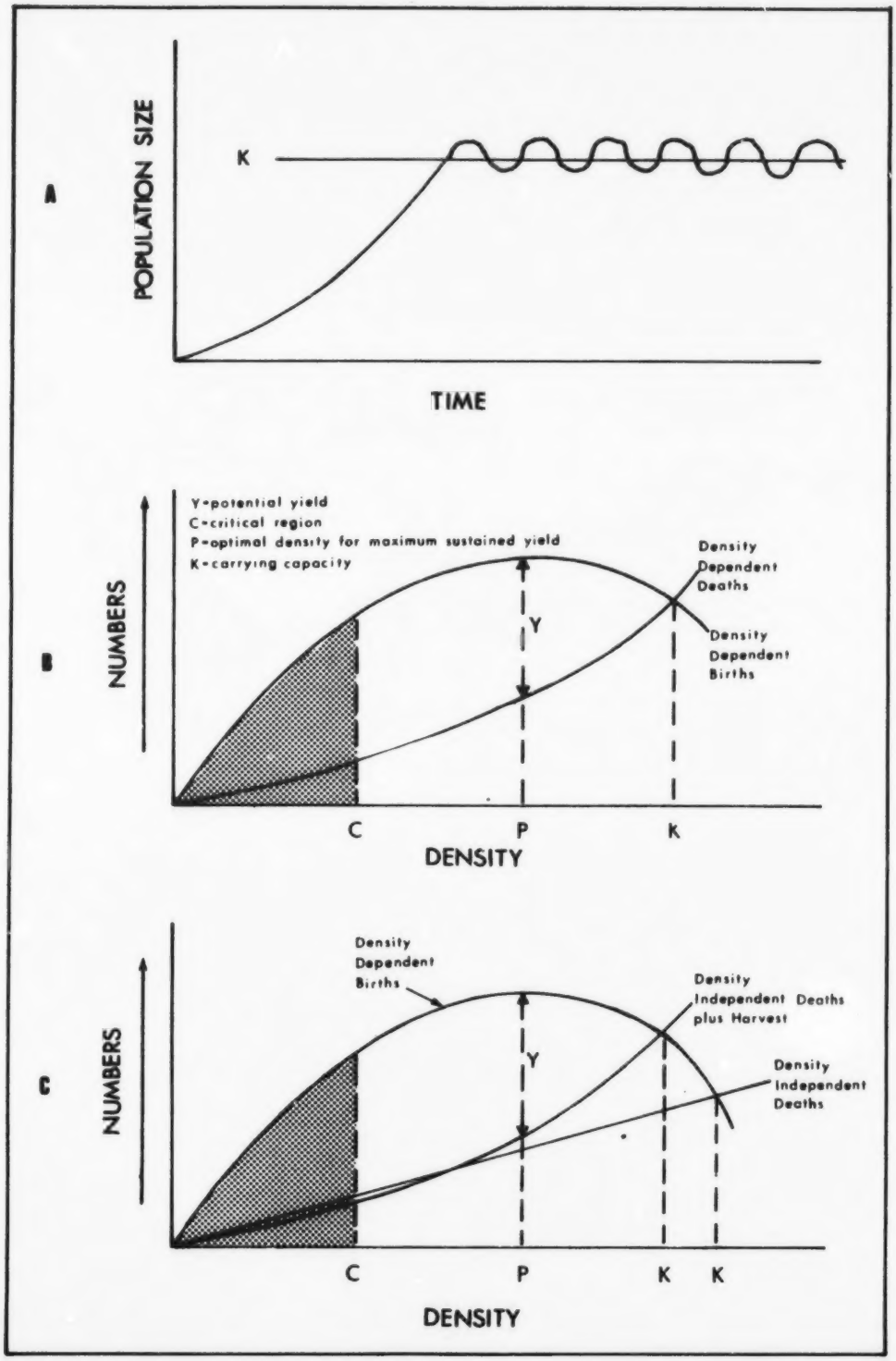
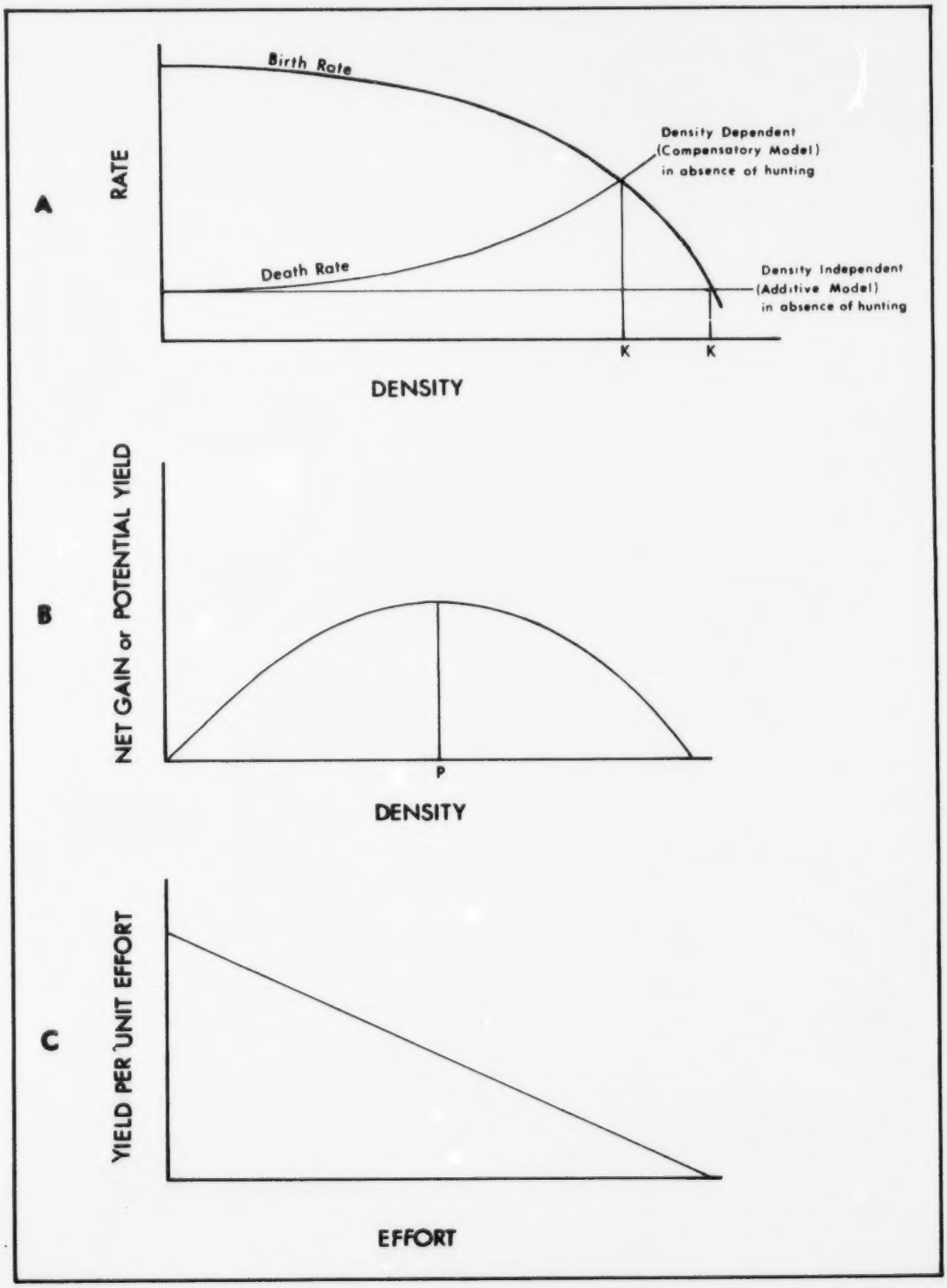


Figure 3
Birth and death rates for population growth in relation to density (A), yield or net gain in relation to density (B), and yield in relation to effort (C)



Cahiers de biolo Environment Canada Environnement Canada **de la faune**

ées préliminaires et des
e à intéresser les biologistes

Also available in English

N° 153, février 1985

20341716 MOL 155 152 850206
ENC # 001
SH 471 C3572
CANADIAN WILDLIFE SERVICE. PROGRESS
NOTES (FRENCH)
OCFF

Politiques de réglementation variables ou politiques de réglementation permanentes concernant les prises d'oiseaux aquatiques dans les Prairies canadiennes : étude des concepts

par George S. Hochbaum[1]

Introduction

En 1979, le Service canadien de la faune (SCF) et les gouvernements provincaux du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta ont décidé d'unir leurs efforts dans le but de faire progresser la gestion des oiseaux aquatiques dans les Prairies. Les règlements ont été maintenus pour une période de cinq ans afin d'étudier les rapports de cause à effet entre les règlements de chasse et la dynamique des populations d'oiseaux aquatiques. Le présent article étudie la dynamique des populations et les modèles de gestion, traite des objectifs de l'étude de cinq ans et formule des recommandations en vue des programmes à venir.

Anderson (1975) a proposé que l'exploitation optimale du Canard malard (*Anas platyrhynchos*) en Amérique du Nord soit fondée sur des politiques de réglementation établies chaque année en fonction de la taille de la population et de l'état de l'environnement, parce que les politiques s'appuyant sur les prises moyennes ou sur des programmes conçus pour maintenir l'effectif constant sont inefficaces : lorsque les oiseaux sont abondants, les prises sont trop faibles et dans les années de rareté, il peut y avoir surexploitation.

Toutefois, les recommandations d'Anderson sont plus facilement applicables dans un contexte américain que dans un contexte canadien. Le Canada et les États-Unis ont des systèmes politiques, des milieux et des possibilités de chasse différents. Au Canada, les règlements qu'on peut dire *permanents* présentent plusieurs avantages. Les règlements permanents peuvent être formulés en termes simples, facilement compréhensibles par le chasseur et donc être d'application plus facile. Le fait de fixer les dates de la saison de chasse et les limites de prises peut réduire les variations du nombre de chasseurs et du nombre de prises anticipées par ceux-ci. Étant donné la lenteur de notre système d'approbation des modifications et de leur promulgation par décret du Conseil, les règlements, devant être publiés en août, doivent être établis avant le début de juin. Les données sur la production d'oiseaux aquatiques de l'année en cours ne sont pas encore disponibles, de telle sorte qu'on ne peut pas prévoir l'importance de la volée d'automne. De plus, les règlements établis pour une période de plusieurs années diminuent les possibilités de conflits entre le fédéral et les provinces, éliminent la variabilité associée à la modification répétée des zones, de la durée de la saison de chasse et des limites de prises, et permettent une évaluation continue des effets de la chasse sur les oiseaux aquatiques. Finalement, l'établissement au Canada de règlements permanents et prudents établis pour une période assez longue devrait permettre de veiller à ce que les effectifs de canards, d'oies ou de bernaches ne soient aucunement menacés par une surexploitation *canadienne*.

Modèle conceptuel et objectifs de l'étude

Les processus et les facteurs qui sont en jeu au niveau des prises régionales et de la dynamique des populations d'oiseaux aquatiques sont illustrés dans la figure 1. Même si en grande partie non vérifiées, les relations entre les règlements, les prises, le taux de survie et l'effectif sont cruciales (figure 1). Si les populations d'oiseaux aquatiques atteignent la capacité optimale de l'environnement et que les différentes causes de mortalité sont totalement compensées, il est alors peu probable que les règlements de chasse et les prises auront un effet quelconque sur l'effectif. Toutefois, si les populations n'atteignent pas la capacité optimale et qu'à la mortalité naturelle s'ajoute la mortalité due à la chasse, alors les chasseurs pourraient avoir une influence sur l'effectif. Les facteurs limitants concernant l'habitat, et le taux de mortalité dépendant de la densité influent sur le fait qu'on peut constituer ou non des réserves d'oiseaux pour augmenter l'effectif. Le modèle logistique de l'accroissement de la population suppose que les populations dont l'effectif est inférieur à la capacité optimale de l'environnement augmentent jusqu'à ce qu'elles atteignent un certain seuil environnemental limitant.

D'autres relations sont également importantes, dont celles entre l'effectif, le repeuplement et les prises. De nombreuses variables modifient ces relations (figure 1). Bien que tous les facteurs illustrés ne fassent pas partie de la présente étude, nous espérons déterminer les paramètres clés qui agissent sur le repeuplement (au stade des volées), les prises et les niveaux ultérieurs de la population reproductrice.

Le nombre de chasseurs peut être un déterminant important des prises. Plusieurs facteurs peuvent influencer les chasseurs dont l'abondance des oiseaux aquatiques, tant absolue que perçue, et les prévisions publiées de la volée automnale. Les règlements eux-mêmes peuvent également jouer un rôle important dans la détermination du nombre de chasseurs actifs. Toutefois, en plus de l'abondance des chasseurs, beaucoup d'autres variables peuvent modifier le nombre de prises dont les conditions météorologiques, le comportement lors de la recherche de nourriture, la proportion des sexes, la structure par âge, la composition des espèces et le nombre de canards blessés non récupérés (figure 1).

Le but du projet de collaboration entre le SCF et les provinces des Prairies est de déceler les facteurs qui influent sur le nombre de prises lorsque les règlements de chasse sont constants. Il faudra mettre au point des moyens destinés à prévoir les rendements dans le cadre de différentes politiques de gestion. Les importantes variables d'état, incluant à la fois des facteurs biotiques et abiotiques, sont énumérées dans la figure 1. L'analyse de l'auteur porte sur les variables sur lesquelles les gestion-

[1] SCF, 501 University Crescent, Winnipeg, Manitoba R3T 2N6

Environnement Canada Environment Canada
Service canadien de la faune Canadian Wildlife Service

naires peuvent avoir le plus d'influence et de contrôle.

La stabilisation des règlements est une stratégie de gestion adaptative qui impose au système illustré dans la figure 1 des modifications naturelles et non contrôlées. La variabilité associée aux limites de prises et à la durée de la saison est supprimée, alors que d'autres variables entraînent une situation expérimentale à grande échelle et une série d'hypothèses à vérifier.

Pendant l'évaluation du plan de travail permanent, il faut répondre aux questions suivantes, au moins dans le cas des espèces capturées en grand nombre et de celles qui semblent être menacées.

1. Combien y a-t-il d'oiseaux, où et pourquoi?
2. Combien d'oiseaux sont produits, où et pourquoi?
3. Combien d'oiseaux meurent chaque année et pour quelles raisons?
4. Combien d'oiseaux faut-il pour maintenir le niveau de prises désiré?
5. Quel est l'effet des règlements sur le nombre de prises?
6. Quel est l'effet du nombre de prises sur la survie et l'effectif?
7. Où se font les prises, qui les effectue et comment?
8. Combien de prises ne sont pas déclarées?
9. Quel est l'effet des règlements sur le nombre de chasseurs et le nombre de prises?
10. Quelles sont les interactions entre les oiseaux et les chasseurs et comment ces facteurs modifient-ils les prises?

Paramètres démographiques et concepts de gestion

On s'est beaucoup penché sur deux opinions contraires concernant les effets de la chasse sur la survie et l'effectif ultérieur des populations d'oiseaux aquatiques. Hickey (1952) et Geis (1963) ont laissé à entendre que les oiseaux abattus par des chasseurs s'ajoutent à la mortalité naturelle qui se produit à un rythme constant et indépendant de la densité. Anderson et Burnham (1976) ne partagent pas cet avis; ils soutiennent que la chasse est un phénomène compensatoire, qui se substitut à la mort naturelle des oiseaux. Ils ont démontré que, avant 1971, la chasse avait eu peu d'effets sur la survie jusqu'à ce que les taux de captures aient atteint un certain seuil. Par conséquent, il est impossible de "constituer des réserves de canards", car si ces derniers ne sont pas abattus par des chasseurs, ils mourront d'autres causes. Ils en viennent à la conclusion que des règlements restrictifs ne peuvent pas augmenter la survie, et que de tels règlements sauveront peu d'oiseaux et n'augmenteront pas l'effectif reproducteur au cours des prochaines années. Ainsi, même si les oiseaux atteignent la capacité optimale de l'environnement, le nombre de décès demeure relativement constant.

Ces opinions contraires peuvent être exprimées en fonction de modèles de rendement des populations décrits d'abord dans le cas des poissons par Graham (1935) et ensuite pour les populations fauniques par Scott (1954) et Gross (1969), fondés sur la théorie de la courbe de croissance sigmoïdale. Si les taux de natalité et de mortalité sont fonction de la densité (figures 2B, C, 3A), une nouvelle population s'accroît rapidement au début, puis se stabilise selon une courbe asymptotique jusqu'à une certaine capacité optimale de l'environnement (K), où le nombre de naissances est égal au nombre de décès, ce qui donne une courbe de croissance démographique en forme de S (figure 2A). Il est possible de construire une courbe de rendement des effectifs dans le cadre de la théorie compensatrice en multipliant le taux de natalité et de mortalité par le nombre d'animaux vivants dans la population (figure 2B). Le rendement ou le nombre de prises sont très grands pour des densités intermédiaires lorsque la production nette est maximale ou que le rendement potentiel est maximal (P, figures 2B et 3B).

En vertu de la théorie de l'addition, les décès sont en grande partie indépendants de la densité lorsque le taux de mortalité annuel est constant (figure 3A). Les taux de natalité et de mortalité, lorsque ce dernier est indépendant de la densité, sont multipliés par le nombre d'animaux afin d'obtenir une relation fonctionnelle (figure 2C). Le rendement est maximal lorsque la densité est intermédiaire (P, figure 2C). La chasse constitue un facteur additif (figure 2C) qui est jusqu'à un certain point fonction de la densité (Hochbaum, 1980).

Selon la théorie compensatrice, les prises diminuent la mortalité naturelle dépendante de la densité et à mesure que la population diminue, les naissances et le rendement potentiel (Y) augmentent (figure 2B). D'après la théorie de l'addition, les naissances augmentent également lorsque la population atteint des niveaux intermédiaires (P), mais le rendement est un peu plus petit parce que la mortalité naturelle indépendante de la densité ne diminue pas. Le taux de survie et l'effectif peuvent être abaissés dans le modèle additif parce que les prises sont ajoutées au taux constant de morts naturelles. Il s'ensuit que le niveau de K, lorsque le nombre des naissances égale celui des décès, sera abaissé (figure 2C). L'environnement de la variable et la courte période nécessaire pour atteindre la valeur K constituent un problème pratique important. Dernièrement, le taux de natalité des canards a diminué dans les Prairies canadiennes à cause de l'intensification de l'agriculture et d'une forte prédation (Hochbaum et Caswell, 1978). De plus, la récupération a été réduite par la perte de sites convenables tant au niveau des aires de reproduction que des zones d'hivernage. D'autre part, la mortalité est probablement demeurée constante ou a augmenté à cause de la demande accrue des chausseurs et des conflits entre l'homme et les canards.

Un important problème d'analyse est représenté par le fait que la valeur K est très variable et que les rendements peuvent être relativement semblables dans le cadre de la théorie compensatrice (figure 2B) et de la théorie de l'addition (figure 2C), en particulier lorsque les populations sont importantes. Dans les deux cas, il existe une région critique (C) où, si les prises sont trop nombreuses, l'effectif petit, le taux de natalité constant et le rendement élevé, la population peut subir une brusque baisse (Watt, 1955; Walters *et al.*, 1974; Peterman, 1980) : la figure 3C montre que le rendement par unité d'effort de la population diminuera à mesure que l'effort de chasse augmente. On a rarement obtenu des données sur de telles baisses brusques. On pense que ces baisses sont liées à des modifications, dues aux prises, de la répartition par âge de la population (voir Gulland, 1970 pour une analyse portant sur les mammifères marins).

Dans le cas des oiseaux aquatiques, la capacité maximale de l'environnement peut être atteinte en très peu d'années à cause d'un potentiel de reproduction annuel élevé attribuable à une

maturité sexuelle précoce, à la renidification persistante, à une longue espérance de vie, aux couvées importantes et à une réponse souple aux conditions du milieu (Hochbaum, 1970).

Les exemples, où les taux de repeuplement sont élevés, comprennent les sites offrant une bonne couverture des nids ou exempts de prédateurs (Balser *et al.*, 1968; Duebbert et Lokemoen, 1980), les îles (Hammond et Mann, 1956; Lokemoen *et al.*, 1984) et les nappes d'eau éphémères occupées par les canards (Hochbaum et Bossenmaier, 1972).

Si l'obtention d'un effectif maximal est l'objectif de gestion et que la valeur K peut être mesurée (plusieurs problèmes se posent, voir Dzubin, 1969) et maintenue, on peut se servir d'une équation simple pour surveiller les prises et les populations au niveau de la modélisation de la gestion et des prises de décisions.

Supposons que B = nombre de canards reproducteurs en mai
K = capacité maximale de l'environnement
alors B / K − 1 = A
où A est une mesure du rendement pour un effectif maximal.
Alors si B > K et A > 0, il y a sous-exploitation.
B < K et A < 0, il y a surexploitation.
B = K et A = 0, le plan de prises est optimal pour maintenir un effectif maximal au niveau de production maximal supportable par l'habitat.

Quand A ≠ 0, il est possible de mesurer le degré d'efficacité du maintien de la population à la valeur K en multipliant A par 100, ce qui permet d'obtenir un niveau de sous-exploitation et de surexploitation au cours des dernières années.

Étant donné que la capacité maximale de l'environnement, les populations reproductrices et la production sont des valeurs très variables et difficiles à prévoir, il faudrait essayer d'atteindre le taux de natalité maximal par des programmes d'amélioration de l'habitat si l'on veut obtenir des rendements accrus. À cause des politiques sur les prises en Amérique du Nord et de la controverse relative à la mortalité compensatoire et à la mortalité additive, dans le contexte d'un environnement très variable, les politiques en matière de prises au Canada devraient rester à des niveaux de rendement stables et prudents. Le niveau C ne doit jamais être approché à cause du potentiel d'accroissement abaissé (perte de récupération) attribuable à la destruction de l'habitat et à la prédation. Les prises, les populations et la production devraient faire l'objet d'une surveillance étroite. Les aires de reproduction et les zones d'hivernage ne seront probablement jamais stables à cause de leur vulnérabilité aux conditions climatiques et à leurs utilisations changeantes par l'homme, qui semblent nocives pour la plupart.

En bref, à cause des taux de natalité et de mortalité actuels, et des changements rapides de l'effectif qui peuvent se produire à la suite de modifications de ces taux ou de l'environnement, il est probablement préférable d'adopter une politique de gestion ayant pour but d'obtenir un affectif maximal.

Programmes de gestion et analyse

Le processus d'évaluation de la chasse aux oiseaux aquatiques dans les Prairies canadiennes au cours des cinq dernières années s'appuyait sur trois programmes fondamentaux :

1. Inventaire des populations
2. Mortalité au sein des populations
3. Performance des chasseurs

Les différents aspects des dix questions fondamentales abordées ont été étudiés dans le cadre de ces programmes. Le programme sur l'inventaire des populations comprend des études pour évaluer l'abondance des canards et leur production. Le programme sur la mortalité au sein des populations étudie la survie et les prises à l'aide de données de baguage. Le programme sur la performance des chasseurs consiste en des observations intensives sur place des chasses, des vérifications du nombre de prises par chasseur et des activités des chasseurs, ainsi que de l'étude des données sur les prises obtenues par l'Enquête nationale sur les prises (ENP) et le Relevé sur la composition des espèces (RCE). Ces trois programmes ont été utilisés pour étudier les facteurs et les processus régissant les naissances et les décès, ainsi que pour évaluer les interactions entre les oiseaux et les chasseurs pendant la saison de chasse à l'automne.

May *et al.* (1978) ont proposé un rendement constant comme solution de rechange si les prises ne dépassent pas le niveau critique (C, figures 2B et 2C). Les rendements ne doivent jamais dépasser la production nette. Selon eux, des stratégies basées sur un effort constant peuvent produire des prises à l'équilibre semblables. Toutefois, un rendement constant peut entraîner de fortes fluctuations chez les populations reproductrices si on n'adopte que cette stratégie. Des niveaux «naturels» d'effort de chasse variant en fonction de l'abondance des canards, permettront d'obtenir des taux stables de rendement à l'équilibre. Les politiques de rendement et d'effort constants devraient être continuellement révisées pour veiller à ce que le niveau C ne soit jamais atteint.

Si l'activité des chasseurs varie en fonction de l'effectif des canards (contrôle naturel des niveaux d'effort de chasse) et que le taux d'exploitation demeure constant, alors il faudrait maintenir des règlements permanents dans les Prairies canadiennes. Les niveaux d'effort de chasse et le rendement doivent être bien plus contrôlés par des variables naturelles que par des règlements pour que les règlements permanents puissent être efficaces. Si tel est le cas, les modifications en matière de politiques ne devraient se produire qu'en réponse à des préoccupations politiques puisqu'elles ont probablement peu d'effets sur le nombre d'oiseaux abattus. D'autre part, si les règlements peuvent servir à contrôler les prises et s'ils agissent sur l'effectif, les politiques en matière de prises devraient être modifiées pour compenser les changements de population et d'habitat. Cette situation se présentera lorsque les prises et les niveaux d'effort ne correspondront plus aux populations d'oiseaux aquatiques. Il semble qu'une telle relation ne se produise que dans les aires d'hivernage aux États-Unis où les canards sont concentrés, relativement sédentaires et vulnérables à cause de leur comportement lors de la parade nuptiale et des migrations. Dans ce cas, les prises et le taux de prises peuvent être indépendants de l'effectif comme l'ont proposé Brace et Caswell (1984). Brown *et al.* (1976) ont indiqué que les méthodes utilisées pour choisir les politiques en matière de prises de canards ont été plus arbitraires que nécessaires, se

fondant sur «l'art de la gestion» basé sur l'expérience. Selon Walters et Hilborn (1978), il y a trois types d'incertitudes dans le domaine de la gestion :

1. Les milieux aléatoires hors de l'influence des gestionnaires (par exemple, les fluctuations de l'effectif dans les étangs en mai et en juillet);
2. Les erreurs d'estimation des états et paramètres du système qui ne peuvent pas être réduites à un coût raisonnable (par exemple, les évaluations de production); et
3. Les erreurs fondamentales en ce qui concerne le choix des variables et la forme des modèles de population qui seront utilisés (par exemple, le choix de modèles de mortalité compensatoire ou de modèles de mortalité additive).

Walters et Hilborn ont proposé l'utilisation d'un processus actif de planification et de jugement (gestion d'adaptation active) là où des manipulations ou des expériences à grande échelle seraient introduites, comme le programme de règlements permanents basé sur la surveillance et la modélisation, plutôt qu'une approche «empirique» pour aborder des questions comme celles qui ont été soulevées. Ils estiment que le fait d'accroître l'utilisation de méthodes scientifiques pour la gestion des systèmes écologiques augmentera la performance en matière de gestion. Au cours de ces expériences, les programmes de surveillance à long terme et d'évaluation doivent être maintenus. Il faut surveiller les populations, la production, les prises et les conditions de l'habitat et introduire les résultats dans des modèles qui prévoiront les modifications à court et à long terme de l'abondance des canards et des conditions environnementales. L'étude annuelle des résultats des relevés et des populations prévues, de la production, des prises et des conditions de l'habitat entraînera un perfectionnement et une amélioration des programmes et des politiques de gestion des oiseaux migrateurs. Le résultat global serait la possibilité de prévoir les populations de canards et d'implanter des politiques de gestion basées sur des taux de natalité et de mortalité qui entraîneront un effectif de canards relativement stable.

Remerciements

Je désire remercier D. Caswell, K. Brace, G. Cooch, B. Collins, et G. Finney pour leurs remarques sur les ébauches antérieures du présent article, ainsi que A. Kooyman et R. Hutchison pour les figures. Je remercie également D. Wilson pour avoir bien voulu dactylographier ce travail et H. Boyd pour ses analyses stimulantes des concepts de rendement et la relecture critique du présent article.

Bibliographie

Anderson, D.R. 1975. Optimal exploitation strategies for an animal population in a Markovian environment. A theory and an example. Ecol. 56(6):1281–1297.

Anderson, D.R.; Burnham, K.P. 1976. Population ecology of the Mallard: VI. The effect of exploitation on survival. USF&WS Ser. Res. Publ. 128.

Balser, D.S.; Dill, H.H.; Nelson, H.R. 1968. Effect of predator reduction on waterfowl nesting success. J. Wildl. Manage. 32:669–682.

Brace, R.K.; Caswell, F.D. 1984. Prairie waterfowl status report: A briefing document. Serv. can. de la faune. Publ. inéd. Edmonton. 11 p.

Brown, G.M.; Hammack, J.; Tillman, M.F. 1976. Mallard population dynamics and management models. J. Wildl. Manage. 40(8):542–555.

Duebbert, H.F. 1969. High nest success and hatching success of ducks on South Dakota CAP land. Trans. N. Am. Wildl. Natl. Resour. Conf. 34:210–224.

Duebbert, H.F.; Lokemoen, J.T. 1980. High duck nesting success in a predator-reduced environment. J. Wildl. Manage. 44: 428–437.

Dzubin, A. 1969. Comments on carrying capacity of small ponds for ducks and possible effects of density on Mallard production. Pages 138 à 160 *dans* Saskatoon Wetlands Seminar. Serv. can. de la faune. Série de rapports N° 6. 262 p.

Geis, A.D. 1963. Role of hunting regulations in migratory bird management. Trans. N. Am. Wildl. Natl. Resour. Conf. 28:164–171.

Graham, M. 1935. Modern theory of exploiting a fishery and application to North Sea trawling. J. Conseil. Perm. Int. Explor. Mer. 10:264–274.

Gross, J.E. 1969. Optimum yield in deer and elk population. Trans. N. Am. Wildl. and Natl. Resour. Conf. 34:372–386.

Gulland, J.A. 1970. The effect of exploitation on the numbers of marine mammals. Proc. Adv. Study Inst. Dynamics Numbers Popul. Osterbeek.

Hammond, M.C.; Mann, G.E. 1956. Waterfowl nesting islands. J. Wildl. Manage. 20:345–352.

Hickey, J.J. 1952. Survival studies of banded birds. USF&WS Spec. Sci. Rep. Wildl. 15 p.

Hochbaum, G.S.; Caswell, F.D. 1979. Perspectives de l'évolution démographique à long terme des effectifs du Canard malard nichant dans les Prairies canadiennes. Serv. can. de la faune. Cahier de biologie N° 90. 9 p.

Hochbaum, G.S. 1980. Components of hunting mortality in ducks: a management analysis. Thèse de Ph. D. inéd. Univ. de la C.B.

Hochbaum, G.S.; Bossenmaier, E.F. 1977. Response of pintails to improved breeding habitat in southern Manitoba. Can. Field-Nat. 86:79–81.

Hochbaum, H.A. 1970. Wildfowling and the law. Trans. North Am. Wildl. and Natl. Resour. Conf. 35:313–324.

Lokemoen, J.T.; Duebbert, H.F.; Sharp, D.E. 1984. Nest spacing, habitat selection, and behavior of waterfowl on Miller Lake Island, North Dakota. J. Wildl. Manage. 48:307–321.

May, R.M.; Beddington, J.R.; Horwood, J.W. 1978. Exploiting natural populations in an uncertain world. Math. Biosci. 42:219–252.

Peterman, R.M. 1980. Dynamics of native Indian food fisheries on salmon in British Columbia. Can. J. Fish. and Aquatic Sci. 37:561–566.

Scott, R.F. 1954. Population growth and game management. Trans. N. Am. Wildl. Conf. 19:480–504.

Walters, C.J.; Hilborn, R.; Oguss, E.; Peterman, R.M.; Stander, J.M. 1972. Development of a simulation model of Mallard Duck populations. Serv. can. de la faune. Publ. hors série N° 20. 35 p.

Walters, C.J.; Hilborn, R. 1978. Ecological optimization and adaptive management. Annu. Rev. Ecol. Syst. 9:157–188.

Watt, K.E.F. 1955. Studies in population productivity. I. Three approaches to the optimum yield problem of *Tribolium confusum*. Ecol. Monogr. 25:269–290.

Figure 1
Variables d'état et variables indépendantes agissant sur les interactions entre la population et les règlements en l'absence de modification de la politique

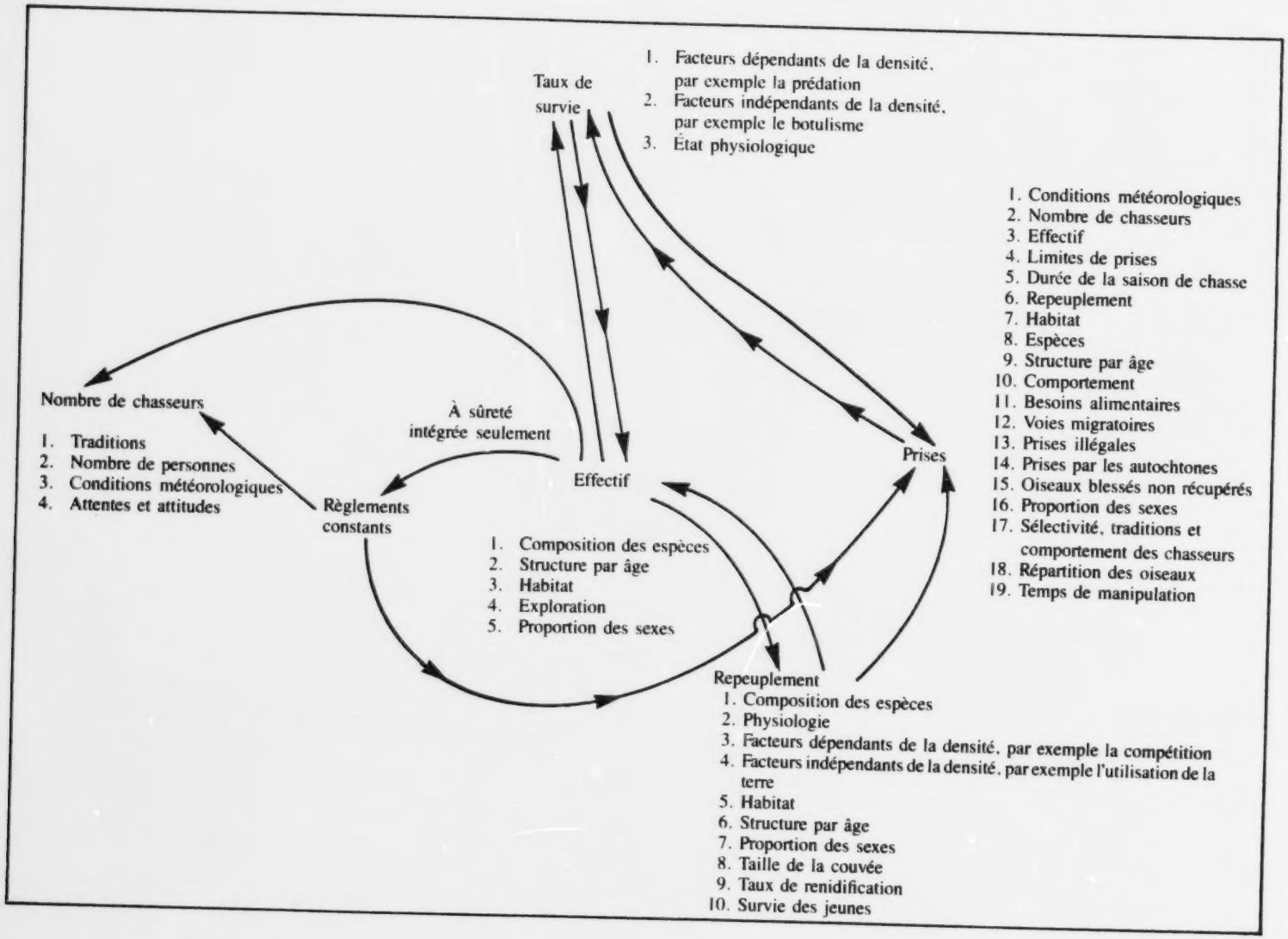


Figure 2
Courbe de croissance de la population (A), modèle compensatoire du nombre total de naissances et de décès (B) et modèle additif du nombre total de naissances et de décès (C)

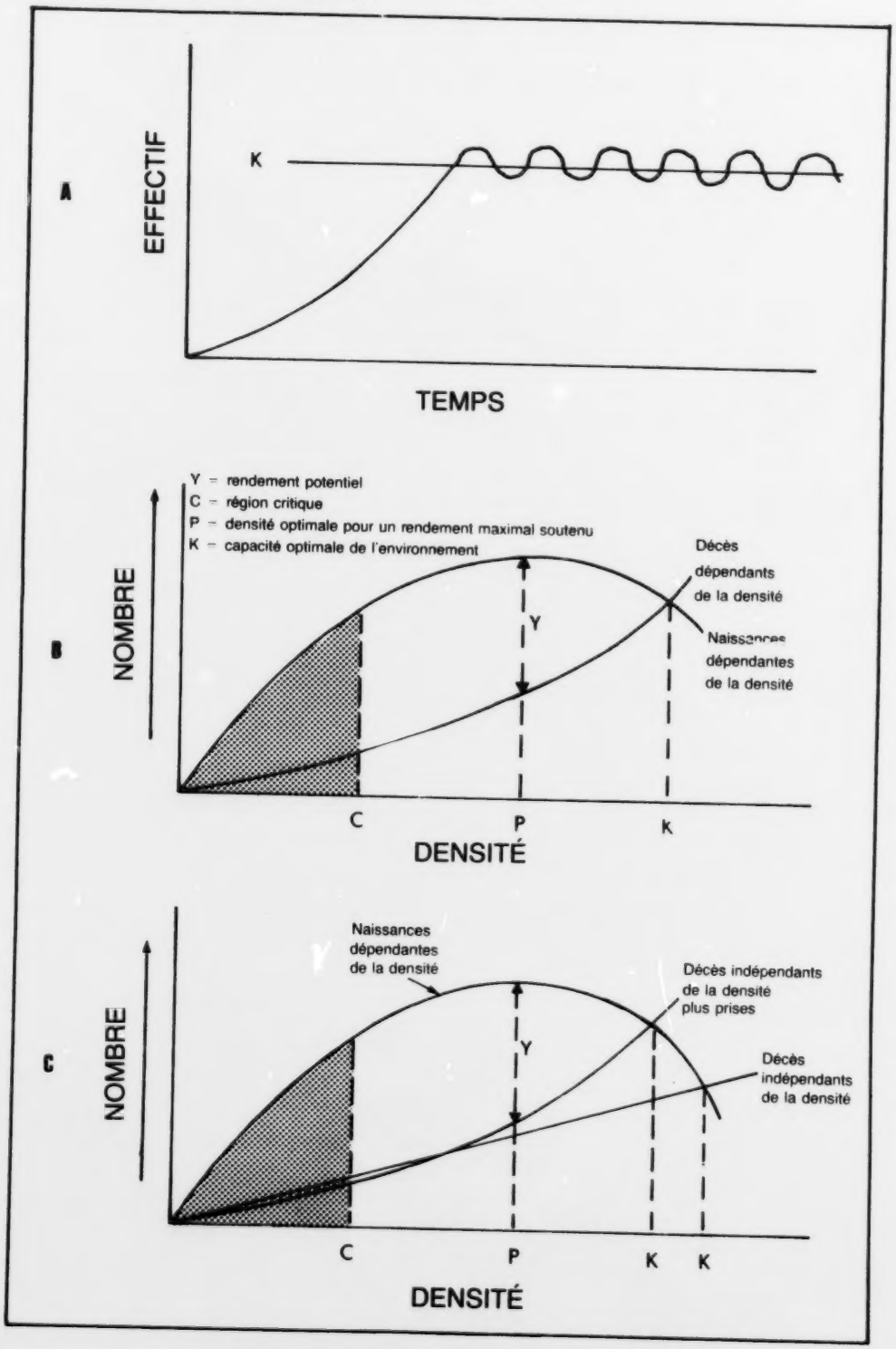
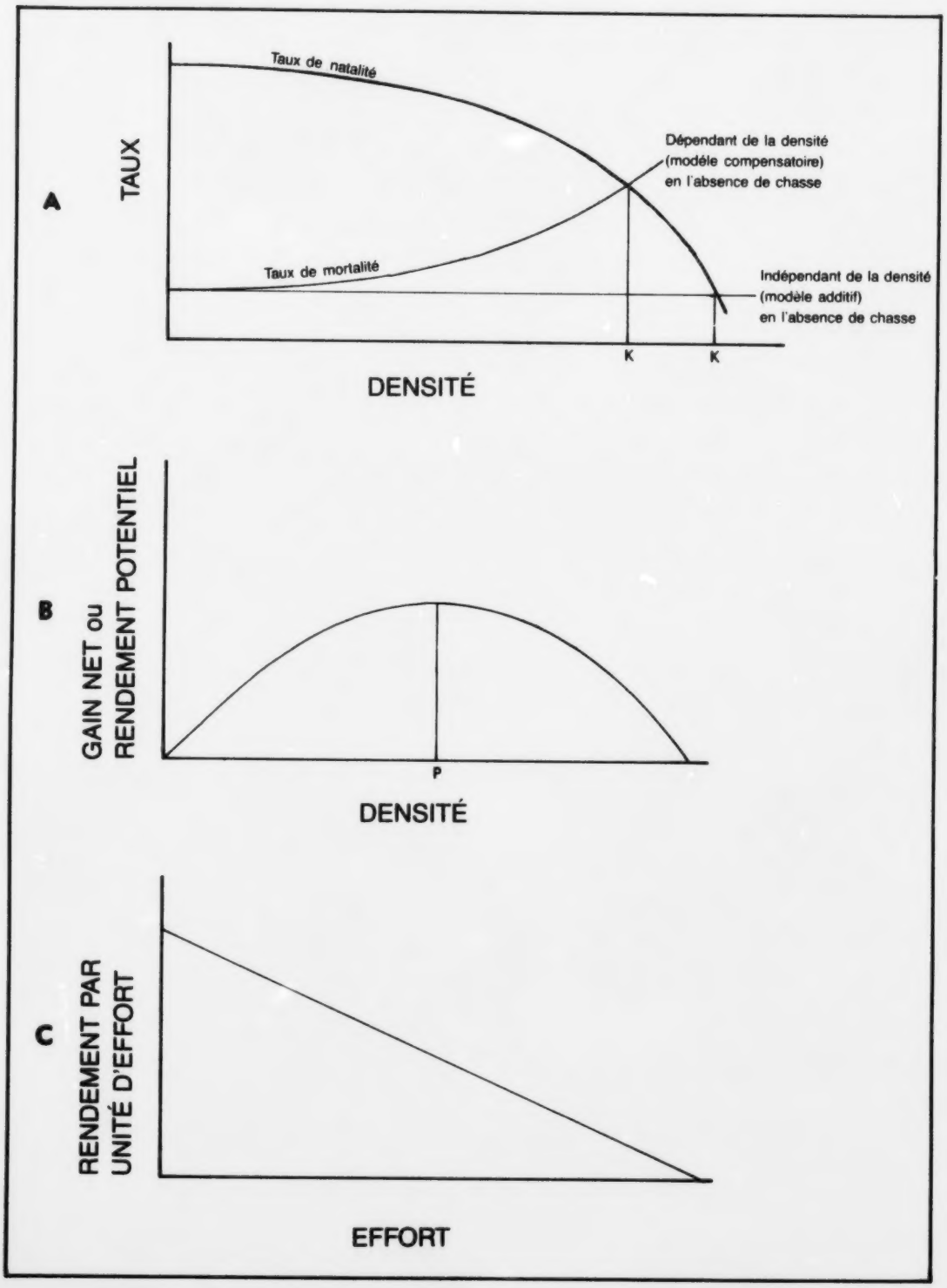



Figure 3
Taux de natalité et de mortalité pour la croissance de la population en fonction de la densité (A), rendement ou gain net par rapport à la densité (B) et rendement par rapport à l'effort (C)